

Produits phytosanitaires dans les grandes cultures: utilisation et risque pour les eaux de 2009 à 2018

Laura de Baan, Judith F. Blom et Otto Daniel

Agroscope, 8820 Wädenswil, Suisse

Renseignements: Laura de Baan, e-mail: laura.debaan@agroscope.admin.ch

<https://doi.org/10.34776/afs11-162f> Date de publication: 10 août 2020



Les eaux de surface enrichissent le paysage agricole. (Source: www.123rf.com)

Résumé

Depuis 2009, l'emploi des produits phytosanitaires (PPH) dans les grandes cultures est répertorié chaque année dans le cadre du monitoring agroenvironnemental de la Suisse. Ces relevés ont permis de calculer la quantité de substances actives appliquée par culture de 2009 à 2018 et de déterminer la quantité de substances actives utilisée dans les grandes cultures sur l'ensemble du territoire en s'appuyant sur les surfaces cultivées spécifiques à chaque culture. Le potentiel de risque de cette utilisation de PPH pour les eaux de surface a été analysé à l'aide du modèle SYNOPS. L'utilisation d'herbicides et de fongicides dans les grandes cultures n'a cessé de diminuer pendant cette période. En ce qui concerne les insecticides, l'huile de paraffine, substance active utilisée sur les pommes de terre, représentait la majorité des applications. En excluant l'huile de paraffine, la quantité d'insecticides employés a également diminué depuis 2012. Le potentiel de risque affichait une tendance constante pour les herbicides, une tendance décroissante pour les fongicides et une tendance croissante pour les insecticides. Lorsque les effets des exigences de réduction des risques imposées lors de l'homologation des produits étaient également pris en compte

dans le calcul, tous les potentiels de risque diminuaient, dans certains cas de manière significative. Au cours de la période étudiée, le spectre des substances actives de PPH disponibles et utilisées dans les grandes cultures a évolué. Il s'est avéré que certaines substances actives, bien qu'appliquées en plus petites quantités, pouvaient être à risque, tandis que d'autres, bien qu'appliquées en plus grandes quantités, ne représentaient qu'un faible potentiel de risque pour les eaux de surface. L'étude montre que dans les grandes cultures, le potentiel de risque pour les eaux de surface a évolué au cours de la période étudiée, principalement en raison du choix des substances actives de PPH et du nombre accru de restrictions d'application imposées en lien avec l'homologation. Une analyse des risques dans les cultures spéciales nécessite une base d'informations plus importante. Un relevé plus large, un meilleur accès et la numérisation croissante dans l'agriculture pourraient contribuer à créer une base de données représentative de toutes les cultures à l'avenir.

Key words: use of plant protection products, aquatic risk, risk mitigation, time series.

Introduction

Les produits phytosanitaires (PPh) sont utilisés pour protéger les cultures contre les organismes nuisibles. La plupart des PPh sont «biologiquement actifs» et interviennent dans le métabolisme et la biologie des organismes. Cela peut également entraîner des effets secondaires sur les hommes, les animaux et l'environnement. Afin de prévenir les effets secondaires indésirables, les PPh ne peuvent être vendus et utilisés qu'après avoir fait l'objet d'une procédure d'homologation approfondie. En outre, les mesures de politique agricole actuelles visent à réduire l'utilisation et les risques des PPh. Les procédures d'homologation et les mesures de politique agricole ont été continuellement affinées et adaptées au cours des dernières décennies, mais il n'existe aucune analyse des effets de l'utilisation des PPh dans l'agriculture et du potentiel de risque que représentent les PPh pour les eaux de surface.

La quantité de PPh vendue chaque année, qui est enregistrée et publiée par l'Office fédéral de l'agriculture (OFAG 2020a), permet de dégager une tendance générale. De 2008 à 2018, les ventes d'herbicides ont diminué (-33 %), celles de fongicides ont légèrement augmenté (+6 %) et celles d'insecticides (y compris les huiles minérales) ont fluctué au fil des ans sans qu'une tendance nette puisse être dégagée. En 2018, les herbicides représentaient 28 % des ventes de PPh, les fongicides 49 %, les insecticides 14 % et les autres PPh 9 %. Toutefois, les chiffres relatifs au volume des ventes de PPh ne permettent pas de tirer des conclusions sur leur utilisation réelle dans l'agriculture, car les PPh sont également utilisés dans d'autres domaines. En outre, on ne dispose pas des quantités de PPh utilisées dans des cultures agricoles spécifiques sur plusieurs années.

Depuis 2009, l'utilisation des PPh dans les cultures agricoles est enregistrée dans le cadre du monitoring agro-environnemental (DC-IAE, 2020). Les enquêtes sont considérées comme représentatives pour les grandes cultures, alors que pour d'autres groupes de cultures, l'échantillon devrait être plus important pour pouvoir représenter les différences régionales ou la grande variabilité des cultures et des méthodes culturales (de Baan, Spycher et Daniel 2015). Étant donné que les grandes cultures, y compris les prairies et les pâturages, représentent une grande partie de la surface agricole utile (83 %), on peut s'attendre à ce que la courbe des ventes reflète l'utilisation des PPh dans les grandes cultures, éventuellement même au niveau des différentes cultures. Jusqu'à présent, il n'existe aucune analyse de l'évolution à long terme de l'utilisation des PPh dans les grandes cultures

et donc aucune possibilité de faire le lien entre l'utilisation des PPh et les changements en matière d'autorisation et de mesures de politique agricole.

Le potentiel de risque des PPh se calcule à partir de la quantité utilisée, de la concentration modélisée de PPh dans les eaux de surface et de l'écotoxicité des PPh employés. Grâce au développement du modèle SYNOPS pour les conditions environnementales et locales suisses (de Baan 2020), il est désormais possible de représenter le potentiel de risque pour les eaux de surface de 2009 à 2018 sur la base des données relatives à l'utilisation des PPh dans les grandes cultures. Cela permet d'étudier pour la première fois si les changements en matière d'autorisation et de mesures de politique agricole ont modifié la quantité de PPh utilisés, ou leur potentiel de risque. Ces données permettent aussi de montrer quelle est la contribution des différentes cultures au potentiel de risque et de déterminer si certaines substances actives affichent un potentiel de risque plus élevé que d'autres. La procédure d'homologation des PPh influence le potentiel de risque pour les eaux de surface par leur autorisation, mais aussi par des consignes d'application et les restrictions qui sont définies (communément appelées «charges» dans la législation) et qui réduisent l'apport de PPh par dérive et ruissellement dans les eaux de surface. La base scientifique de ces restrictions a été constamment améliorée et, depuis 2011, elles sont de plus en plus souvent émises dans le cadre de réexamens ciblés. Les restrictions d'application (p. ex. zones tampons non traitées, distances à respecter) visent à réduire le risque potentiel pour les eaux de surface résultant des applications de PPh dans une culture au niveau d'un risque acceptable selon l'ordonnance sur les produits phytosanitaires (OPPh 2020). Ces restrictions sont considérées comme très importantes pour réduire les risques dans les eaux de surface. Leur efficacité a été confirmée par de nombreuses études, mais il manque encore une analyse de leur efficacité dans le contexte des changements de la procédure d'homologation et de la protection des végétaux dans la pratique.

La présente étude fournit également des résultats importants qui vont dans le sens du «Plan d'action visant à la réduction des risques et à l'utilisation durable des produits phytosanitaires» (PA PPh), dont le but est de réduire le potentiel de risque de 50 % d'ici 2027 par rapport à une période de référence (Conseil fédéral 2017). Outre l'évolution de l'utilisation des PPh spécifiques aux grandes cultures et leur potentiel de risque pour les eaux de surface, l'étude examine également les limites de l'interprétation des évaluations.

Matériel et méthodes

Cette étude est basée sur le carnet des champs des exploitations agricoles participant au monitoring agro-environnemental. La composition des exploitations a partiellement changé au fil du temps, la participation étant certes indemnisée, mais volontaire. Sur la base de ces données, le dépouillement centralisé des indicateurs agroenvironnementaux (DC-IAE) calcule différents indicateurs, notamment sur l'utilisation des PPh et les risques qui y sont liés. Les carnets des champs contiennent des informations sur les PPh utilisés, telles que le nom du produit, la quantité et la date d'application, pour chaque parcelle (surface de terre d'un seul tenant sur laquelle une seule culture spécifique est cultivée à la fois).

Caractérisation et représentativité des données IAE

Toutes les régions agricoles et tous les groupes de culture ne sont pas aussi bien représentés les uns que les autres dans la compilation de données DC-IAE. De très nombreuses exploitations agricoles fournissent des données pour les grandes cultures (y compris les prairies, les pâturages et les jachères), tandis que d'autres types de cultures (fruitières et viticoles) sont moins bien représentés. Les exploitations sous-représentées sont celles qui fournissent des données sur les légumes de plein champ (salades, choux, carottes, oignons, épinards, asperges, etc.), d'autres cultures comme les petits fruits ou les tournesols, ainsi que des données sur les cultures biologiques nécessitant une protection phytosanitaire complexe (comme les fruits, la vigne, les légumes, les pommes de terre, le colza). En dehors des grandes cultures, on ne sait pas exactement dans quelle mesure les données sont représentatives de la pratique moyenne de la protection phytosanitaire en Suisse.

Par conséquent, toutes les données analysées dans cette étude (ci-après désignées par «série de données IAE») proviennent de grandes cultures (y compris les prairies, les pâturages et les jachères), à l'exclusion des exploitations biologiques. Les produits de désinfection des semences n'ont pas non plus été analysés en raison de données incomplètes. Au cours de la période étudiée de 2009 à 2018, on comptait entre 231 et 276 exploitations par an (254 en moyenne) qui ont fourni des données exploitables pour les grandes cultures. Dans la série de données IAE, la superficie moyenne de grandes cultures enregistrée au cours de ces années représentait près de 6 500 ha. Cela correspond environ à 0,74 % de la superficie totale de grandes cultures en Suisse (y compris les prairies, les pâturages et les jachères). Le calcul du potentiel

de risque repose sur le nombre moyen suivant d'exploitations par an et par culture, une exploitation fournissant généralement des données sur plusieurs cultures: blé d'automne 55,8 exploitations par an, blé d'automne extenso 94,6 exploitations, orge d'automne 43,8 exploitations, orge d'automne extenso 45,4 exploitations, autres céréales (blé de printemps, orge de printemps, avoine, épeautre, seigle, triticale) 59,7 exploitations, maïs 129,8 exploitations, colza 55,1 exploitations, colza extenso 16,6 exploitations, pommes de terre 44,5 exploitations, betteraves sucrières 55,9 exploitations, betteraves fourragères 13,7 exploitations, légumineuses (pois, fèves, lupins) 30,5 exploitations et prairies (prairies, pâturages, jachères) 91,0 exploitations.

Calcul de l'utilisation des PPh

À partir des données IAE, les chiffres clés suivants ont été calculés concernant l'utilisation des PPh dans les grandes cultures:

La **quantité de substance active** indique la quantité de substance active appliquée chaque année par exploitation et par culture (en kg/ha) pour les herbicides, fongicides et insecticides pour chaque exploitation et chaque culture. La somme de toutes les substances actives appliquées par groupe de substances actives (en kg) a été calculée pour chaque exploitation, culture et année, puis divisée par la surface consacrée à la culture correspondante dans l'exploitation (en ha). Le calcul de la quantité de substance active a également pris en compte, les parcelles non traitées. La **quantité de substance active pondérée par la surface** est une extrapolation de la quantité de substance active (en tonnes) utilisée dans une culture dans toute la Suisse que ce soit sous forme d'herbicides, de fongicides ou d'insecticides. La moyenne de la quantité de substance active sur l'ensemble des exploitations (en kg/ha) ayant mis en place la culture concernée a été calculée et multipliée par la surface totale représentée par cette culture en Suisse (OFS 2020; OFAG 2019).

Le **nombre d'interventions** indique la fréquence d'utilisation des PPh. Pour chaque exploitation, on a calculé combien il y a eu de passages de pulvérisation dans une culture par an pour les herbicides, les fongicides et les insecticides (par exemple, le nombre d'interventions pour les fongicides dans le blé d'automne). Les mélanges en cuve contenant différents groupes de substances actives (par exemple insecticides et fongicides) ont été comptés séparément et traités comme deux interventions. Pour le calcul du nombre moyen d'interventions, les parcelles non traitées ont également été prises en compte.

Le **pourcentage d'applications de PPh avec restrictions** indique le nombre d'applications de PPh assorties d'une restriction dans la série de données IAE pour une année selon le statut actuel de l'homologation. Pour ce faire, les données relatives aux PPh dans la série de données IAE ont été complétées par les restrictions relatives à la dérive et au ruissellement pour les années 2009-2018, telles qu'elles sont répertoriées dans l'index des produits phytosanitaires, le statut de l'homologation au début de chaque année civile servant de référence (OFAG2020b). Si un produit PPh était approuvé pour différentes indications (c'est-à-dire organismes nuisibles) dans une culture, c'est la restriction la plus sévère qui était prise en compte. Enfin, pour chaque culture, année et groupe de substances actives, on a calculé le pourcentage de toutes les applications de substances actives pour lesquelles le produit correspondant était assorti d'une restriction portant sur le ruissellement ou la dérive selon l'index des PPh (par exemple, le pourcentage d'applications de PPh avec des restrictions pour les insecticides utilisés dans les cultures de colza).

Calcul de potentiel de risque pour les eaux de surface

Le potentiel de risque pour les eaux de surface a été calculé à l'aide du modèle SYNOPS (Gutsche et Strassmeyer 2007; Strassmeyer *et al.* 2017). Pour chaque application de produit phytosanitaire enregistrée dans la série de données IAE analysée, le modèle a calculé l'apport potentiel depuis une parcelle traitée jusque dans l'eau de surface (exposition) via les quatre voies d'apport: dérive, ruissellement, érosion et drainage. Par la suite, le potentiel de risque associé à la concentration dans les eaux de surface ainsi modélisée a été calculé. Cela signifie que le potentiel de risque décrit localement le risque que représente une parcelle traitée pour les organismes aquatiques. Pour chaque application, le potentiel de risque a été calculé avec et sans les restrictions spécifiques relatives à la dérive et au ruissellement.

Dans le modèle SYNOPS, le potentiel de risque par substance active a été calculé comme le rapport exposition-toxicité (exposure-toxicity-ratio ETR), c'est-à-dire le quotient de l'exposition et de la toxicité. La toxicité a été définie à partir des concentrations toxiques d'organismes représentatifs déterminées dans des expériences de laboratoire standard (par exemple LC_{50} , c'est-à-dire la concentration à laquelle 50 % de mortalité a été observée; NOEC, c'est-à-dire la concentration à laquelle aucun effet chronique n'a été observé). Les organismes représentatifs pour les effets aigus et chroniques étaient des puces d'eau, des poissons et des organismes sédimentaires, et pour les effets aigus, des algues et des len-

tilles d'eau. Les données sur la toxicité et les propriétés chimiques sont issues de la **Pesticide Property Database** (PPDB: Lewis *et al.* 2016). Ces données ont été vérifiées et partiellement corrigées. Outre les effets des substances actives individuelles, les effets des mélanges de plusieurs substances actives appliquées sur la même parcelle ont également été pris en compte. Enfin, l'ETR maximal (aigu et chronique) par programme de traitement (c'est-à-dire la série d'applications de produits phytosanitaires au cours d'une campagne agricole) a été déterminé pour toutes les substances actives d'un même groupe et pour tous les groupes d'organismes au cours d'une année. Les ETR chroniques ont été divisés par dix pour équilibrer l'importance des effets aigus et chroniques. Les potentiels de risque ont été calculés séparément pour les herbicides, les fongicides et des insecticides.

Comme l'apport de PPh dans les eaux est influencé par les conditions environnementales (p. ex. déclivité du terrain ou climat), des scénarios environnementaux représentatifs ont été définis pour la Suisse. Dans le cadre d'une analyse de sensibilité, 618 à 9193 scénarios environnementaux différents ont été testés pour chaque groupe de cultures étudié, ce qui a permis de définir un ensemble représentatif de conditions environnementales par culture (de Baan 2020). Pour les grandes cultures, 79 scénarios environnementaux ont été définis qui ont permis de calculer les risques pour chaque programme de traitement dans la série de données IAE. Enfin, pour chaque programme de traitement, le 90e percentile a été déterminé à partir des 79 potentiels de risque calculés, en prenant comme facteur de pondération la fréquence de ces conditions environnementales en Suisse. Le 90e percentile est basé sur une combinaison définie de conditions environnementales et de propriétés pédologiques, considérée comme un *worst-case* scénario réaliste. Les eaux de surface ont été définies comme des eaux de 1 m de large et de 30 cm de profondeur avec un volume d'eau constant. Afin d'identifier les **substances actives à risque dominant**, on a calculé, par programme de traitement et par parcelle, quelle substance active présentait le potentiel de risque le plus élevé (sans tenir compte des effets du mélange). Si une exploitation cultive plusieurs parcelles avec la même culture, on a d'abord calculé le **potentiel de risque** par culture, par exploitation et par groupe de substances actives. Dans une étape ultérieure, la médiane des potentiels de risque a été déterminée pour toutes les exploitations ayant mis en place cette culture. Puis, on a calculé le potentiel de risque moyen d'une culture dans l'ensemble des exploitations DC-IAE. Enfin, la valeur médiane par culture a été multipliée par

la surface occupée par cette culture au cours de l'année concernée (en ha) (**potentiels de risque pondérés par la surface**).

Afin de réduire le potentiel de risque des PPh, une distance a été fixée par rapport aux eaux de surface dans le cadre de la procédure d'homologation pour les applications de PPh où d'éventuels apports par dérive et ruissellement présentent un risque pour les organismes aquatiques. La distance à respecter à cause de la dérive varie en fonction du risque éventuel lié à l'utilisation du PPh et peut être de 6, 20, 50 ou 100m selon le produit. Les années précédentes, il y avait également des restrictions d'application qui exigeaient le respect d'une distance de 10m dans certains cas. De même, il existe des restrictions visant à réduire le risque lié aux PPh du fait d'éventuels apports par ruissellement sur des parcelles situées à moins de 100m d'une eau de surface, si l'application de PPh ne se fait pas sur une surface plane dont la pente est <2%, ou si la parcelle est plus basse que l'eau de surface. Jusqu'en 2018, les produits présentant un risque potentiel dû au ruissellement ont été assortis d'une restriction d'application demandant la mise en place d'une bande tampon enherbée de 6m de large et non traitée le long des cours d'eau. Afin de montrer **l'effet des mesures de réduction des risques** sur les po-

tentiels de risque, deux calculs SYNOPS distincts ont été effectués: l'un avec et l'autre sans prise en compte des restrictions d'application définies dans l'index des PPh de l'année concernée en vue de réduire la dérive et le ruissellement pour les différentes applications de PPh. On a supposé qu'une bande tampon enherbée de 6m de large réduisait l'apport de substances actives par ruissellement de 50% (Instruction OFAG 2020c; sur la base de Hanke *et al.* 2013). L'effet de réduction de la dérive des bandes tampons non traitées a été calculé sur la base des mesures de dérive de Rautmann, Strelake et Winkler (2001) et se situe entre 0% et 94% selon la distance entre la parcelle et les eaux.

Résultats

Quantités de substances actives pondérées par la surface

Les quantités de substances actives pondérées par la surface dans les grandes cultures (fig. 1) varient considérablement en fonction de la culture et du groupe de substances actives des PPh. Entre 328 et 476 tonnes d'herbicides ont été utilisées dans les grandes cultures au cours de la période considérée, selon l'année de relevé, sachant que les quantités de substances actives

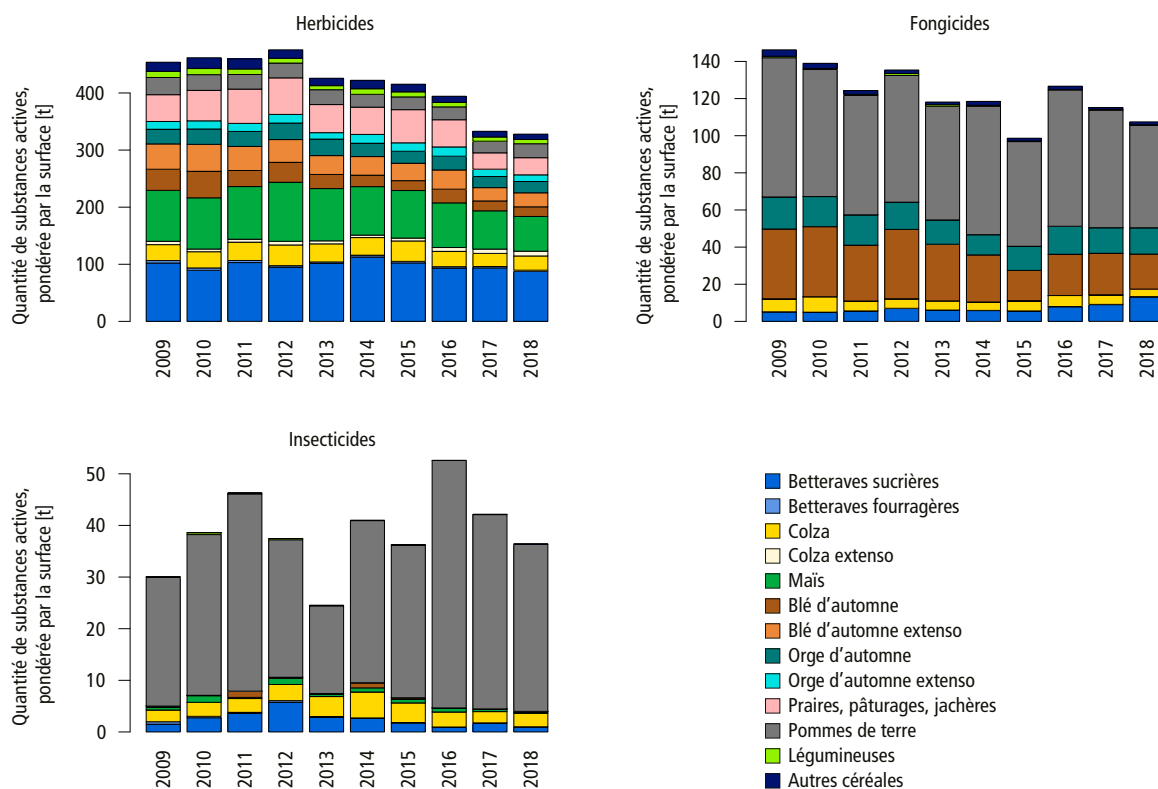


Fig. 1 | Quantité de substances actives, pondérée par la surface, de 2009 à 2018 dans les grandes cultures, séparée en herbicides, fongicides et insecticides.

utilisées ont diminué continuellement de près de 31 % de 2012 à 2018. En général, on observe une réduction de l'utilisation d'herbicides dans presque toutes les cultures, avec une diminution plus importante entre 2009 et 2018 dans les prairies et les pâturages (-16,9t) et dans les cultures de maïs (-28,4t), de blé d'automne (-20,1t) et de blé d'automne extenso (-19,8t). L'utilisation de fongicides dans les grandes cultures se situait entre 99 et 146 tonnes par an. Par rapport à 2009, la quantité de fongicides utilisée en 2018 a diminué de près de 27 %. Alors que l'utilisation de fongicides dans les cultures de blé d'automne a globalement diminué

de près de 19 tonnes malgré les fluctuations annuelles, l'utilisation de fongicides dans les cultures de betteraves sucrières a augmenté de plus de 8 tonnes en continu au cours de cette période. Les insecticides, qui sont souvent très efficaces même à faible dose, ont été utilisés en quantités beaucoup plus faibles que les herbicides et les fongicides. L'utilisation d'huile de paraffine dans les cultures de pommes de terre fait exception, puisqu'elle représente plus de 99 % de la quantité de substances actives utilisée chaque année. Hormis l'utilisation d'insecticides dans les pommes de terre (en gris dans la figure 1), on a observé une augmentation de l'utilisation

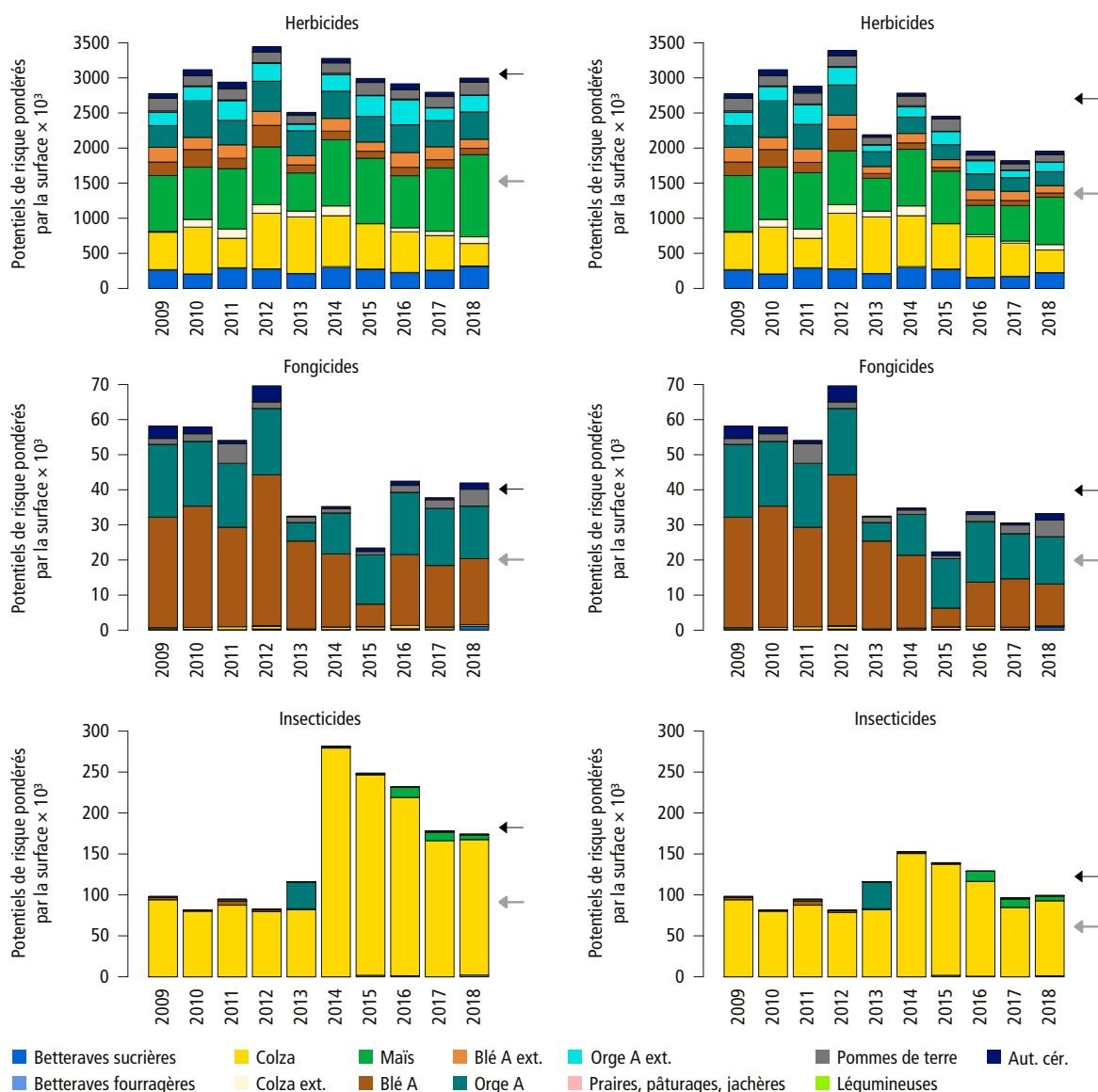


Fig. 2 | Potentiels de risque pondérés par la surface pour les eaux de surface de 2009 à 2018, sur la base des applications d'herbicides, de fongicides et d'insecticides sans restrictions de distance (à gauche) et avec restrictions de distance (à droite) La flèche noire indique la moyenne du potentiel de risque entre 2012 et 2015, la flèche grise indique 50 % de cette moyenne (Blé A = blé d'automne; Orge A = orge d'automne; ext. = extenso; Aut. cér. = autres céréales)

d'insecticides jusqu'en 2012, toutes les autres cultures confondues. Les applications représentaient alors 10,8t. Puis, on a observé une diminution jusqu'en 2018 où elles ne représentent plus que 4,0t. Cela correspond à une réduction de 63 % depuis 2012.

Potentiels de risque liés aux PPh, pondérés par la surface dans les eaux de surface

Les potentiels de risque pondérés par surface (ETR x surfaces de grandes cultures) ont montré que les herbicides présentaient des potentiels de risque plus élevés que les insecticides, et les insecticides des potentiels de risque plus élevés que les fongicides (fig. 2). Pour les herbicides, c'est dans les cultures de maïs, de colza et d'orge d'automne (y compris extenso) que l'on a relevé les risques potentiels pondérés par la surface les plus élevés. En revanche, les applications d'herbicides dans les prairies et les pâturages n'ont entraîné qu'un très faible potentiel de risque pondéré par la surface. Dans le cas des fongicides, les potentiels de risque pondérés par la surface les plus élevés ont été observés dans les cultures de blé d'automne et d'orge d'automne; l'utilisation de fongicides dans les pommes de terre et les «autres céréales» ne représentait qu'une part assez faible du potentiel de risque. En ce qui concerne les applications d'insecticides, le potentiel de risque pondéré par la surface est principalement lié aux applications de PPh dans le colza. Les applications d'insecticides sur les pommes de terre et les betteraves sucrières n'ont eu qu'un très faible impact sur le potentiel de risque pondéré par la surface.

Si l'on exclut les restrictions imposant des distances à respecter dans la procédure d'homologation des PPh (fig. 2, à gauche), le potentiel de risque lié aux herbicides est resté relativement inchangé entre 2009 et 2018, mais avec des variations annuelles. Les restrictions en matière de distances dans la procédure d'homologation PPh ont eu un effet significatif de réduction des risques,

le potentiel de risque diminuant continuellement depuis 2012, avec une réduction plus importante en 2013 pour presque toutes les cultures. En 2018, grâce aux restrictions, le potentiel de risque pour le maïs a été réduit de 42 % par rapport à un calcul sans les restrictions, pour l'orge d'automne et l'orge d'automne extenso, le potentiel de risque en 2018 était inférieur respectivement de 49 % et 44 % et pour les pommes de terre inférieur de 44 % par rapport à un calcul sans les restrictions (fig. 2; à droite, avec les restrictions). Dans le cas des fongicides, aucune tendance claire n'a pu être observée; seule la réduction plus importante du potentiel de risque de 2012 à 2013 a été frappante, à la fois avec et sans prise en compte des restrictions de distance associées à l'autorisation des PPh. Dans le cas des fongicides, le potentiel de risque a été réduit d'environ 37 % en 2018 grâce à l'application des restrictions de distance, notamment pour le blé d'automne, par rapport au potentiel de risque calculé sans les restrictions. En ce qui concerne les insecticides, on a constaté une forte augmentation du potentiel de risque en 2014 par rapport à 2013. Ce phénomène était manifeste sans tenir compte des restrictions de distance, mais moins flagrant avec, car le potentiel de risque lié à l'utilisation d'insecticides dans le colza a été fortement réduit par les restrictions d'application associées à l'autorisation des PPh. En 2018, dans les cultures de colza, le potentiel de risque calculé avec les restrictions était de 45 % inférieur par rapport à une situation sans les restrictions.

Utilisation de PPh dans les grandes cultures avec restrictions de distance

De 2009 à 2018, de nombreuses nouvelles restrictions ont été imposées. Pour toutes les cultures, la proportion d'applications de PPh dans la série de données IAE pour lesquelles les produits utilisés étaient assortie de restrictions a considérablement augmenté, y compris, par

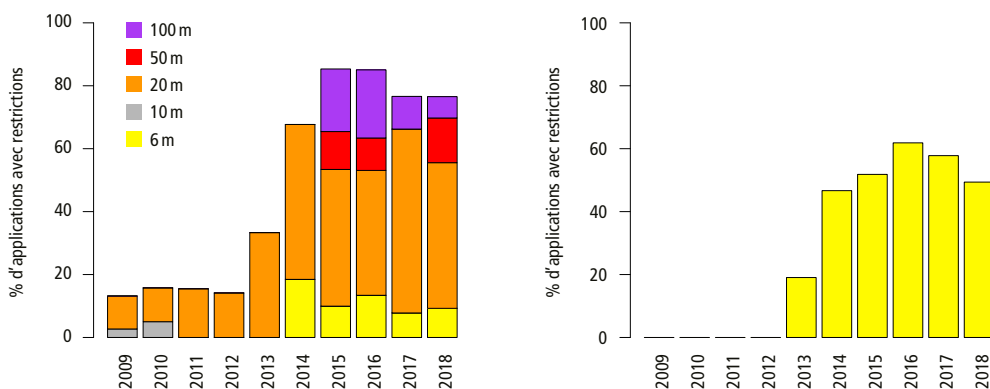


Fig. 3 | Applications de PPh avec restrictions imposant le respect de distances de 2009 à 2018 à partir de l'exemple des insecticides dans le colza. A gauche: dérive, à droite: ruissellement.

exemple, pour les insecticides utilisés dans le colza (fig. 3). Le pourcentage d'applications d'insecticides dans le colza avec des restrictions portant sur la dérive variait entre 13,2 et 15,8 % de 2009 à 2012 (fig. 3, à gauche), la majorité étant des PPH avec des distances obligatoires de 20 m. À partir de 2013, le pourcentage d'applications assorties de restrictions imposant des distances pour éviter la dérive a fortement augmenté, et à partir de 2015, le pourcentage se situait entre 76,5 et 85,3 %. Depuis 2015, de nombreux insecticides ont également été utilisés avec des distances imposées très élevées; près de 20 % des insecticides utilisés en 2015 et 2016 étaient soumis au respect d'une distance de 100 mètres. Depuis 2013, dans le traitement du colza, on utilise des insecticides soumis au respect d'une distance de 6 mètres pour prévenir le ruissellement (fig. 3, à droite). Entre 2013 et 2016, leur part est passée de 19 % à près de 62 %. En 2018, environ 50 % des produits utilisés étaient soumis à une obligation de ce type.

Substances actives à risque dominant

Une culture peut être traitée avec un nombre différent de PPH. Selon le programme de traitement, ce ne sont

pas les mêmes substances actives qui dominent le potentiel de risque. La figure 4 montre, à l'aide de trois exemples, quelles sont les substances actives à risque dominant et comment le pourcentage de programmes de traitement dominés par ces substances a changé entre 2009 et 2018.

Parmi les herbicides utilisés dans les cultures d'orge d'automne, l'isoproturon, dérivé de l'urée était la substance active à risque dominant au début de la période d'étude (maximum 44,7 % des parcelles en 2009, fig. 4, en haut à gauche). Alors que son pourcentage ne cesse de diminuer (8 % en 2018), le pourcentage des programmes de traitement dominés par le diflufenican, un amide de l'acide pyridine carboxylique, a augmenté dans le même temps (de 13,7 % en 2009 à 44,2 % en 2018). Le chlortoluron de la famille des phénylurées était la substance active dominante dans 18,5 % des programmes de traitement en moyenne (minimum 4,3 % en 2010, maximum 24,1 % en 2014).

Les fongicides à risques dominants pour le blé d'automne étaient le chlorothalonil, de la famille des chlonitriles (maximum 33,3 % des parcelles en 2014), la spiroxamine de la famille des spirocétalamines (maximum

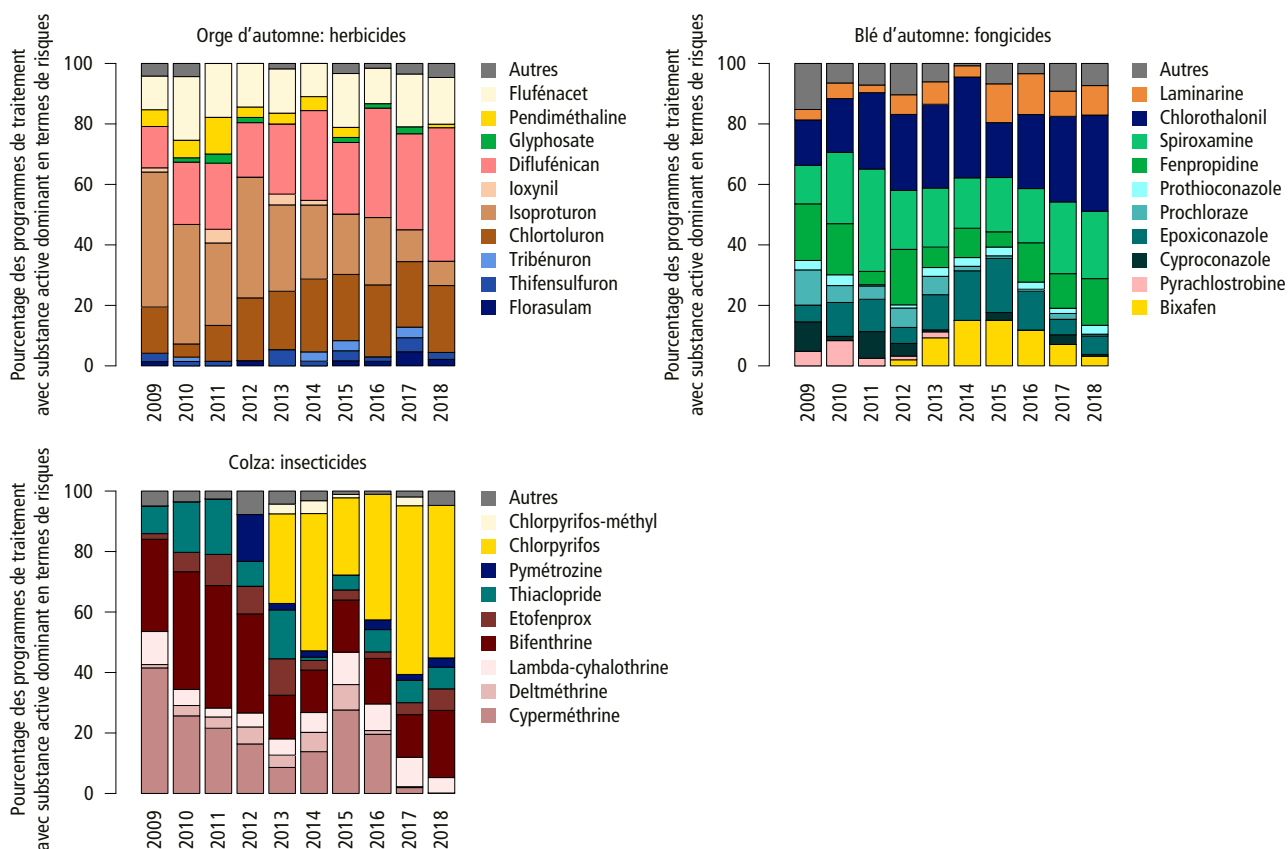


Fig. 4 | Pourcentage des programmes de traitement (%) de 2009 à 2018 dans lesquelles la substance active en cause dominait en termes de risques, compte tenu des restrictions de distance, à partir de l'exemple des herbicides pour l'orge d'automne, des fongicides pour le blé d'automne et des insecticides pour le colza.

33,8 % en 2011), la fenpropidine de la famille des pipéridines (maximum 18,7 % en 2009) et le prochloraze, de la famille des imidazoles (maximum 11,6 % en 2009; fig. 4, en haut à droite). Ces quatre substances actives dominaient en termes de risques sur 58 à 70 % des parcelles de blé d'automne dans presque toutes les années analysées, contre seulement 42 % des parcelles en 2015. Par contre en 2015, le pourcentage des parcelles dans lesquels le polysaccharide du nom de laminarine dominait en termes de risques est passé de 3,7 % (2014) à 12,8 %. Parmi les insecticides utilisés dans le colza, la bifenthrine et la cyperméthrine, deux pyréthroïdes, et le thiaclopride à base de néonicotinoïdes étaient les substances actives qui dominaient les plus souvent en termes de risques jusqu'en 2011 (fig. 4, en bas). Le pourcentage de parcelles dans lesquels la bifenthrine dominait en termes de risques était au maximum de 40,5 % (2011), de 41,5 % (2009) dans le cas de la cyperméthrine et de 18,3 % (2011) dans le cas du thiaclopride. À partir de 2013, les organophosphorés chlorpyrifos et chlorpyrifos-méthyl ont été autorisés comme insecticides dans le colza et ont souvent dominé en termes de risques dans les programmes de traitement des années suivantes (ensemble, maximum 58,7 % en 2017).

Variabilité de l'utilisation et des risques entre les exploitations

L'utilisation et les risques des PPh varient considérablement non seulement d'une année à l'autre, mais aussi d'une exploitation à l'autre au cours de la même année

de culture. La figure 5 illustre cette situation en prenant l'exemple de l'utilisation et des risques des fongicides dans les cultures de blé d'automne, où une moyenne de 55,8 exploitations a été évaluée par an (42 à 70 exploitations, prises en compte uniquement des exploitations non extenso). La fréquence d'application des fongicides dans les exploitations pratiquant la culture du blé variait de 0 à > 3,5 interventions par an. L'utilisation la plus fréquente des fongicides allait de 1 à 2 fois par an. Au cours de la période 2009–2018, la fréquence des applications de fongicides a changé: le pourcentage d'exploitations agricoles comptabilisant $\leq 0,5$ intervention est passé de quelques pourcents dans les années 2010 à 2012 à plus de 20 % en 2018 (fig. 5, à gauche). Au cours de cette période, les quantités de substances actives utilisées et les potentiels de risque (médianes par exploitation) ont également diminué (fig. 5, au centre et à droite). Certaines années, les écarts étaient plus importants. Par exemple, le pourcentage d'exploitations ayant effectué $\geq 1,5$ applications de fongicides était de 63,3 % en 2012, mais seulement de 35,7 % en 2015. En outre, en 2012, la valeur médiane de la quantité de substances actives appliquée par exploitation était de 1,17 kg/ha et celle du potentiel de risque de 1,23, alors qu'en 2015, ces deux valeurs étaient nettement plus basses (0,42 kg/ha et médiane ETR de 0,13). Toutefois, même en l'espace d'un an, les quantités de substances actives utilisées par exploitation et le potentiel de risque lié à l'utilisation de fongicides ont enregistré de très fortes fluctuations. Les quartiles supérieurs (25 % des données sont supérieures

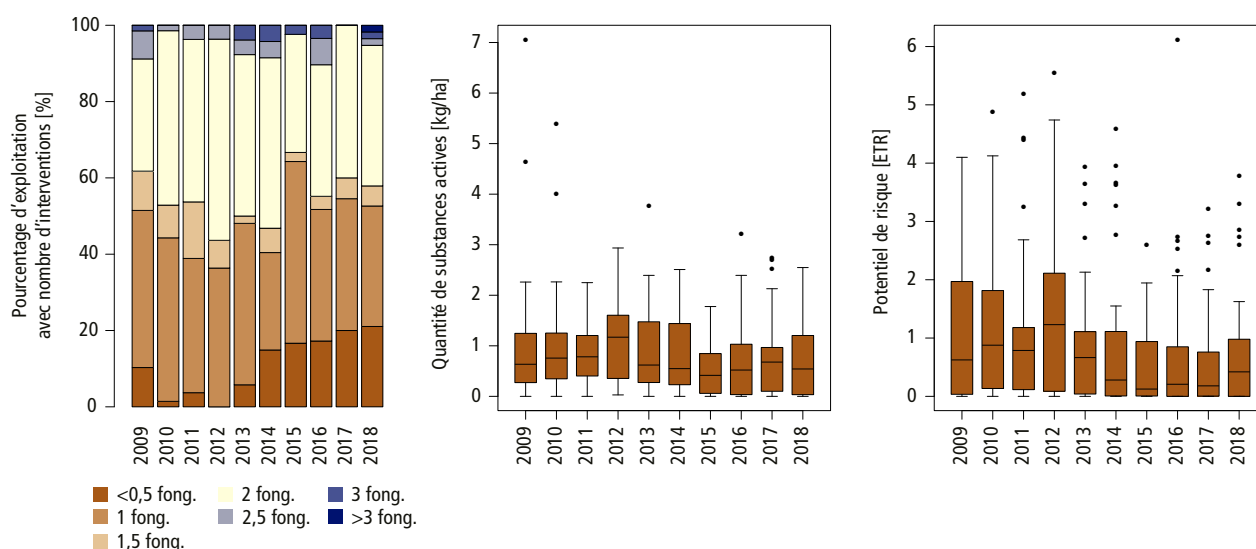


Fig. 5 | Fréquence relative du nombre d'interventions (à gauche), de la quantité de substances actives (au milieu) et du potentiel de risque (à droite) par exploitation pour les fongicides dans les cultures de blé d'automne. Les box-plots montrent la médiane respective, le quartile inférieur et supérieur (limite inférieure et supérieure de la boîte à moustaches, qui couvre 50 % des données des exploitations), les antennes (1,5 fois la distance interquartile) et les points individuels (valeurs extrêmes > 1,5 fois la distance interquartile).

à cette valeur) et les quartiles inférieurs (25 % des données sont inférieures à cette valeur) dans les box-plots sont parfois très éloignés les uns des autres. Au cours de la période d'étude, la quantité de substances actives utilisée par les exploitations du quartile supérieur était en moyenne 11,7 fois supérieure à celle utilisée par les exploitations du quartile inférieur. Le potentiel de risque lié à l'utilisation de fongicides varie également considérablement d'une exploitation à l'autre au cours d'une même année. Entre 2009 et 2013, qui sont les années avec les quartiles inférieurs et supérieurs les plus élevés, le potentiel de risque des quartiles supérieurs était en moyenne 26,4 fois plus élevé que celui des quartiles inférieurs. Dans les années qui ont suivi, le potentiel de risque a diminué principalement dans les quartiles inférieurs, mais aussi dans les quartiles supérieurs. En moyenne, le potentiel de risque des exploitations du quartile supérieur était donc plus de 7500 fois supérieur à celui des exploitations du quartile inférieur dans les années 2014 à 2018.

Discussion et conclusions

Utilisation de PPh

En ce qui concerne les herbicides, des baisses significatives ont été enregistrées à partir de 2012, à la fois dans les volumes de vente (OFAG 2020a) et dans l'utilisation des PPh. Étant donné que les grandes cultures constituent un domaine d'application important pour les herbicides (selon l'année, 50 à 60 % des herbicides vendus ont été utilisés dans les grandes cultures), cette évolution parallèle est plausible. Le plus grand volume de substances actives d'herbicides a été utilisé dans les betteraves à sucre et le maïs, suivis des prairies, des pâturages et des jachères, du colza, du blé d'automne extenso et des pommes de terre. À l'exception du colza extenso, la quantité de substances actives dans les herbicides a diminué dans toutes les cultures.

La quantité de fongicides utilisée dans les grandes cultures a diminué, bien que les quantités vendues aient augmenté dans le même temps (OFAG 2020a). Près de la moitié des fongicides utilisés dans les grandes cultures ont été appliqués sur les pommes de terre. Les quantités de substances actives dans le blé et l'orge d'automne étaient légèrement inférieures; celles appliquées dans les betteraves sucrières et le colza étaient les plus faibles. On a constaté que dans les grandes cultures, outre les cultures où l'utilisation de substances actives est relativement élevée par unité de surface (comme les pommes de terre), les cultures pratiquées sur une grande surface (blé d'automne, maïs) jouaient également un rôle dans la

quantité de substances actives utilisée. Une diminution de la quantité de substances actives a été constatée dans presque toutes les cultures, à l'exception des betteraves sucrières. Cette augmentation s'explique probablement par la pression accrue de la cercosporiose, qui a nécessité plusieurs traitements fongicides au lieu d'un seul.

En ce qui concerne les insecticides, les quantités de substances actives utilisées ont augmenté jusqu'en 2012 et diminué ensuite, à l'exception des cultures de pommes de terre. Dans le cas des pommes de terre, qui étaient la culture où les insecticides étaient les plus utilisés, l'huile de paraffine, en particulier, représentait une grande partie des quantités de substances actives appliquées. L'huile de paraffine, qui est également approuvée dans l'agriculture biologique, doit être utilisée à fortes doses pour un traitement efficace. Bien que l'huile de paraffine n'ait été utilisée que dans 47 % des traitements insecticides par an en moyenne dans les cultures de pommes de terre, son pourcentage dans la quantité de substances actives pondérée par rapport à la surface était en moyenne supérieur à 99 %.

Outre les changements intervenus dans la procédure d'homologation des PPh et la mise en œuvre des mesures de politique agricole (augmentation de la superficie consacrée aux céréales bio et extenso), le recul de la surface cultivée en céréales entre 2009 et 2018 a également été à l'origine de la diminution de la quantité de substances actives pondérée par rapport à la surface dans les grandes cultures. Les PPh ne sont pratiquement pas utilisés dans les céréales bio, alors que les insecticides et les fongicides sont interdits dans la culture extenso. En outre, les tendances observées ou les fluctuations des quantités de substances actives utilisées sont également dues à l'utilisation d'autres PPh, par exemple au remplacement de PPh très efficaces à faible dose (comme les pyréthroïdes) par des PPh moins efficaces mais dont le taux d'application est élevé (comme l'huile de paraffine). Entre 2009 et 2018, le volume des ventes d'herbicides a diminué et celui des fongicides a légèrement augmenté. Les volumes de ventes d'insecticides ont considérablement varié d'une année à l'autre sans tendance marquée. En 2018, le pourcentage de quantité de substances actives (pondérée par rapport à la surface) de PPh utilisées dans les grandes cultures (hors agriculture biologique) représentait 56 % du total des ventes pour les herbicides, 11 % pour les fongicides et 13 % pour les insecticides. On ne sait pas encore quel pourcentage les différentes applications (grandes cultures, cultures fruitières, viticulture, cultures maraîchères conventionnelles et biologiques et applications non agricoles) représentait dans le volume des ventes. Si l'on ne tenait compte

que des applications agricoles, la part des PPh utilisée dans les grandes cultures serait encore plus élevée. Alors que dans les cultures spéciales, l'utilisation des PPh se caractérise plutôt par le grand nombre d'interventions, dans les grandes cultures, c'est la surface cultivée, beaucoup plus importante en comparaison, qui est le facteur déterminant.

L'analyse détaillée des quantités de substances actives utilisées dans les grandes cultures permet de mieux comprendre la contribution de chaque culture dans le contexte de la protection des végétaux. Toutes les cultures n'ont pas les mêmes exigences, une réduction de la quantité de substances actives utilisée n'est parfois pas possible sans des pertes de rendement. Par ailleurs, la quantité de substances actives utilisée peut également augmenter à nouveau à cause de certains organismes nuisibles, de l'apparition de résistances, de certaines années défavorables sur le plan climatique et d'autres facteurs. Les cultures et leurs superficies jouent donc un rôle majeur dans la recherche de stratégies visant à réduire l'utilisation des PPh, aussi afin de comprendre comment les objectifs de réduction peuvent être atteints. Ces connaissances, qui seraient également importantes pour les cultures spéciales, permettront de développer des mesures plus ciblées à l'avenir et d'établir des priorités.

Potentiel de risques pour les eaux de surface

Jusqu'à présent, il n'était pas possible de calculer les potentiels de risque pour les eaux de surface sur la base des quantités de substances actives utilisées dans les exploitations et du modèle SYNOPS adapté à la Suisse. Les données disponibles jusqu'ici sur les quantités (ventes ou utilisation) ne reflètent généralement pas une réduction ou une augmentation des risques. Il est vrai que notre étude a fait apparaître certains parallèles, par exemple avec les herbicides qui avaient les quantités de vente les plus élevées de même que les potentiels de risque. Cependant, dans la majorité des cas, les quantités de substances actives utilisées et les potentiels de risque affichaient des courbes d'évolution différentes. Le potentiel de risque était par exemple plus élevé pour les insecticides que pour les fongicides, alors que c'était l'inverse pour les quantités de substances actives utilisées. Les potentiels de risque des fongicides et des insecticides ont également connu de fortes diminutions et augmentations respectivement entre 2009 et 2018, qui n'étaient pas visibles dans les quantités de substances actives utilisées. C'est pourquoi il est important de ne pas tenir compte uniquement des quantités utilisées, mais aussi d'inclure explicitement les potentiels de risque lorsqu'il

s'agit d'évaluer les tendances de l'impact sur l'environnement.

L'évolution dans le temps des potentiels de risque pondérés par rapport à la surface pour les eaux de surface est le fruit de l'interaction de plusieurs facteurs. Outre la surface cultivée, les quantités de substances actives utilisées et le choix de la substance active sont des variables importantes pour les calculs. Celles-ci dépendent à leur tour de l'efficacité des PPh contre les organismes nuisibles, de la culture et de la variété cultivée, des conditions météorologiques, de la pression d'infection, de la stratégie phytosanitaire des exploitations ainsi que des directives liées à l'autorisation et de la politique agricole. La série de données IAE fournit des bases importantes à cet égard. Un autre élément important est la prise en compte des facteurs locaux typiques de la Suisse (type de sol, température, pente, proximité des cours d'eau) pour la modélisation des concentrations de PPh dans les eaux de surface (de Baan, 2020). En outre, l'autorisation est assortie de restrictions d'application qui réduisent le rejet de PPh depuis les champs traités et donc l'apport dans les eaux de surface. Enfin, le choix des substances actives utilisées est également important car celles-ci ne se comportent pas toutes de la même manière dans l'environnement et ont une écotoxicité différente. Ces facteurs jouent tous un rôle majeur dans la compréhension des tendances observées en matière de potentiel de risque pour les eaux de surface.

Le potentiel de risque pour les eaux de surface a diminué avec le temps pour les herbicides et les fongicides. L'influence des restrictions liées aux autorisations a été très importante. Dans le cas des insecticides, le potentiel de risque a fortement augmenté à partir de 2014, principalement en raison de l'utilisation d'insecticides dans le colza. Toutefois, cette augmentation a été fortement réduite grâce aux restrictions imposées avec l'autorisation. Pour mieux comprendre l'évolution du potentiel de risque, il est nécessaire d'examiner séparément le potentiel de risque des groupes de substances actives (herbicides, fongicides et insecticides) pour les différentes cultures.

Dans le cas des fongicides utilisés dans les cultures de blé d'automne, par exemple, les fluctuations météorologiques relatives aux risques de maladies et leurs effets sont clairement visibles. En 2012, année humide, la quantité de fongicides utilisés dans le blé d'automne était très élevée tout comme le potentiel de risque; le chlorothalonil, la fenpropidine, la spiroxamine et le prochloraze étaient majoritaires dans près de 70 % des programmes de traitement. En 2015, en revanche, la quantité de substances actives utilisée représentait seulement un tiers

de celle utilisée en 2012; le potentiel de risque en 2015 représentait seulement un dixième.

Le spectre des substances actives utilisées a en partie changé de 2009 à 2018. Pour les herbicides utilisés dans les cultures d'orge d'automne, on a constaté au fil des ans un déplacement des substances actives à risque élevé, comme l'isoproturon vers une substance active à risque plus faible, le diflufenican. La forte augmentation du potentiel de risque des insecticides dans le colza est due aux substances actives chlorpyrifos et chlorpyrifos-méthyl, qui ont été approuvées en 2013 pour lutter contre le méligèthe du colza parce que ce dernier avait développé une résistance aux pyrèthroïdes. Le chlorpyrifos et le chlorpyrifos-méthyl ont été retirés en raison des risques qu'ils représentent pour l'environnement et ne pourront plus être utilisés à partir de juillet 2020. En 2015, un pourcentage relativement important des programmes de traitement à base de fongicides était dominé par la laminarine, qui présente un risque plutôt faible. Dans le même temps, le pourcentage de programmes de traitement dans lesquels dominaient les substances actives chlorothalonil, fenpropidine, spiroxamine et prochloraze, qui présentent un risque trois à quatre fois supérieur, était inférieur de près de 30 % par rapport à 2012. L'utilisation du chlorothalonil est interdite depuis le 1er janvier 2020. L'autorisation des PPh a donc un impact majeur sur le spectre des substances actives utilisables. En conséquence, elle influe donc considérablement sur les risques, y compris ceux pour les eaux de surface. Toutefois, en l'absence d'alternatives appropriées, l'interdiction de certains produits peut également rendre la protection des végétaux plus difficile.

Les restrictions d'application imposées en lien avec l'autorisation des PPh pour réduire la dérive et le ruissellement ont également contribué à la réduction des risques, sans limiter le spectre de substances actives utilisables. Ces restrictions d'application ont considérablement réduit le potentiel de risque que représentent les herbicides, les fongicides et les insecticides pour les eaux de surface. Toutefois, tant le calcul du potentiel de risque lui-même que l'intégration des restrictions ne peuvent pas prendre en compte tous les détails. Pour l'interprétation des résultats, il est important de comprendre que certaines hypothèses ont été faites concernant le calcul des effets des restrictions, hypothèses qui peuvent conduire à une sur- ou sous-estimation des effets. Dans le cas du ruissellement, par exemple, il n'a pas été tenu compte du fait que les restrictions ne concernent que les champs ayant une pente >2 % et qui se situent à une distance de <100 m des cours

d'eau (OFAG, 2020c). D'un autre côté, des restrictions d'application sont mises en œuvre qui ne se rapportent pas à des PPh spécifiques, mais qui peuvent également réduire le potentiel de risque des PPh sans restriction (par exemple, bandes tampons enherbées de 6 m). Parfois, certaines mesures avaient déjà été mises en œuvre avant même l'imposition de restrictions associées à l'autorisation. En général, une meilleure connaissance de la mise en œuvre effective des restrictions et des mesures supplémentaires de réduction des risques, par exemple par le biais d'enquêtes auprès des exploitations ou des cantons, ou par l'analyse de photos aériennes, aiderait à mieux évaluer l'efficacité de la réduction des risques. L'exemple des fongicides pour le blé d'automne a montré qu'il existe des exploitations qui affichent des résultats «aberrants». Dans ces exploitations, la quantité de substances actives utilisée et le potentiel de risque pour les eaux de surface étaient nettement supérieurs aux valeurs médianes de toutes les exploitations analysées pendant une année. Les quantités plus importantes de substances actives utilisées par ces exploitations s'expliquent par l'utilisation de substances dont le dosage par hectare est élevé (par exemple le soufre). Ces substances actives sont relativement moins toxiques pour les organismes aquatiques et n'ont qu'une influence mineure sur le potentiel de risque. On suppose que le potentiel de risque plus élevé dans ces mêmes exploitations vient de l'utilisation sporadique de substances plutôt toxiques. Dans le blé d'automne, le chlorothalonil, le prochloraze et la fenpropidine dominaient les risques, sachant que le chlorothalonil a été retiré depuis. Nous partons du principe que l'amélioration du soutien apporté aux exploitations agricoles (formation professionnelle et continue, vulgarisation, aides ciblées à la décision) en ce qui concerne l'utilisation de substances actives à faible risque pourrait avoir un effet notable sur le potentiel de risque. Le développement de mesures phytosanitaires alternatives non chimiques peut également contribuer de manière significative à la réduction du potentiel de risque.

Perspectives

Les analyses détaillées des grandes cultures montrent qu'il est très important de savoir exactement quels PPh sont utilisés dans quelle culture et en quelles quantités. Pour les autres cultures, on manque encore de données fiables sur l'utilisation des PPh. Dans le cadre du PA PPh, diverses mesures sont en cours d'élaboration pour améliorer le relevé des applications de PPh. Entre autres, une clé de répartition est en cours de développement afin de pouvoir attribuer la quantité de chaque substance

active vendue aux différents domaines d'application et de connaître plus précisément l'importance de ces domaines d'application (que ce soit dans l'agriculture ou en dehors). Des données supplémentaires sont également recueillies pour les exploitations maraîchères et biologiques. À l'avenir, des relevés plus étendus, plus accessibles et la numérisation croissante de l'agriculture pourraient permettre de mettre à disposition une base de données représentative non seulement pour les grandes cultures mais aussi pour les cultures spéciales. Le PA PPh prévoit de réduire le potentiel de risque pour les eaux de surface de 50 % d'ici 2027 par rapport à la moyenne de 2012 d'ici 2015. La figure 2 indique à la fois la valeur de référence (flèche noire) et la valeur cible (flèche grise). Non seulement la diminution de la quantité utilisée, mais surtout l'augmentation des restrictions d'application constitue un facteur important de réduction du potentiel de risque pour les eaux de surface. Compte tenu des restrictions imposant le respect de distances pour l'autorisation des PPh, le potentiel de risque des herbicides en 2018 était inférieur de 28 % par rapport à la valeur de référence, celui des fongicides de 17 % et celui des insecticides de 19 % (fig. 2, à droite). Les analyses des tendances de 2009 à 2018 montrent que les potentiels de risque ont déjà diminué.

Outre les simples considérations de quantités (vente, utilisation), les potentiels de risque pour les eaux de surface ont une grande valeur ajoutée. Ils permettent notamment de mieux comprendre le rôle des mesures de réduction des risques, du choix des substances actives et d'une réduction de leur utilisation. Grâce à une plus grande différenciation des potentiels de risque, par exemple à une représentation séparée des potentiels de risque pour les algues, les plantes aquatiques, les crustacés, les insectes et les poissons, ou à l'intégration de compartiments terrestres, les impacts des PPh sur l'environnement pourront être analysés de manière plus spécifique.

La méthode permet non seulement une meilleure compréhension rétrospective du développement des potentiels de risque avec des connaissances supplémentaires spécifiques à la culture et au site (par exemple, l'apparition de ravageurs, les conditions météorologiques), mais aussi une meilleure estimation de l'effet des différentes mesures dans le contexte global pour l'avenir et une évaluation des nouvelles stratégies phytosanitaires en ce qui concerne l'optimisation de la protection de l'environnement. ■

Bibliographie

- OFS, 2020. Relevé des données structurelles. Accès: https://www.pxweb.bfs.admin.ch/pxweb/de/px-x-0702000000_106/px-x-0702000000_106/px-x-0702000000_106.px
- OFAG, 2019. Système d'information sur la politique agricole SIPA. Accès: <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/politik/datenmanagement/agate/agis.html>
- OFAG, 2020a. Substances actives de produits phytosanitaires: volumes des ventes. Accès: <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/pflanzenschutzmittel/verkaufsmengen-der-pflanzenschutzmittel-wirkstoffe.html>
- OFAG, 2020b. Index des produits phytosanitaires. Accès: <https://www.psm.admin.ch/>
- OFAG, 2020c. Instructions relatives aux mesures de réduction des risques lors de l'application de produits phytosanitaires, Berne. Accès: <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/pflanzenschutzmittel/nachhaltige-anwendung-und-risikoreduktion.html>
- Conseil fédéral, 2017. Plan d'action visant à la réduction des risques et à l'utilisation durable des produits phytosanitaires. Rapport du Conseil fédéral. 6 septembre 2017.
- de Baan, L., Spycher, S. & Daniel, O., 2015. Utilisation des produits phytosanitaires en Suisse de 2009 à 2012. *Recherche Agronomique Suisse* 6 (2), 48–55.
- de Baan, L., 2020. Sensitivity analysis of the aquatic pesticide fate models in SYNOPS and their parametrization for Switzerland. *Science of the Total Environment* 715, 136881.
- Gutsche, V. & Strassemeyer, J., 2007. SYNOPS – ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risikopotentials von chemischen Pflanzenschutzmitteln. *Nachrichtenblatt Deutscher Pflanzenschutzdienst* 59 (9), 197–210.
- Hanke, I., Balmer, M., Aldrich, A., Poiger T. 2013. Risikomindernde Massnahmen Pflanzenschutz, Runoff, Interner Bericht Januar 2013
- Lewis, K.A., Tzilivakis, J., Warner, D. & Green, A. (2016). An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 22 (4), 1050–1064.
- OPh 2020, Ordonnance sur la mise en circulation des produits phytosanitaires (Ordonnance sur les produits phytosanitaires OPh). Accès: <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/20100203/index.html>
- Rautmann, D., Strelake, M., Winkler, R., 2001. New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. In: Forster, R., Strelake, M. (Eds.), Workshop on Risk Management and Risk Mitigation Measures in the Context of Authorization of Plant Protection Products (WORMM), Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft. Berlin-Dahlem, Parey Buchverlag Berlin, pp. 133–141.
- Strassemeyer, J., Daehmlow, D., Dominic, A.R., Lorenz, S., Golla, B., 2017. SYNOPS-WEB, an online tool for environmental risk assessment to evaluate pesticide strategies on field level. *Crop Protection* 97, 28–44.
- DC-IAE 2020, Dépouillement centralisé des indicateurs agro-environnementaux. Accès: <https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/de/home/themen/umwelt-ressourcen/monitoring-analytik/za-aui.html>